

CENTRO DE INVESTIGACIONES Y TECNOLOGIA AGRARIAS
VICECONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y ALIMENTACIÓN
CONSEJERIA DE AGRICULTURA Y ALIMENTACIÓN
GOBIERNO DE CANARIAS

VII CURSO INTERNACIONAL DE RIEGO LOCALIZADO

**Obturaciones-Utilización de aguas
depuradas en riego localizado y
mantenimiento de los mismos**

D.L. Suárez
U.S. Salinity Laboratory
Riverside. California USA

© Autores: D. L. Suárez

Edita: Consejería de Agricultura y Alimentación del Gobierno de Canarias

Edición a cargo de: José Luis Santana Ojeda

Se prohíbe la reproducción total o parcial, aun citando la procedencia.

Imprime: LITOMAYPE, S.L.

Teléfono: 2.5 03 21

La Laguna - Tenerife

Depósito Legal TF. 2.107194

Indice

Bloqueo Biológico	7
Bloqueo por Sedimentación	8
Uso de Agua Depurada	9
Bloqueo Químico	13
Calculo de las Necesidades de Acido	22
Recuperación de Emisores Bloqueados	25
Apendice	27
Referencias	29

El bloqueo de los goteros en los sistemas de riego es a menudo el mayor problema de estos sistemas. Esta situación ocasiona una mala distribución del agua y finalmente provoca el reemplazamiento de la red, Las causas del bloqueo de los emisores se pueden agrupar en tres apartados, las ocasionadas por deposiciones de 1) materiales-sedimentos 2) materia organica y 3) precipitados quimicos. La eliminacion o reduccion de estos problemas requiere distintos tratamientos por lo que, previamente, la causa debe de ser determinada.

El bloqueo de los emisores afecta a la uniformidad y eficiencia del riego y estos dos factores repercuten directamente en el rendimiento de las cosechas. Las repercusiones dependen de la naturaleza aleatoria o no del bloqueo y el numero de emisores por planta. Por ejemplo, en el caso de bloqueo aleatorio, campos con multiples emisores por planta tendra relativamente menor efecto en el rendimiento de la cosecha. Asumiendo la utilizacion de una cantidad de agua, la Fig 1 (de Nakayama y Bucks, 198 1) muestra la distribucion de aqua por grupos de cuarto emisores como funcion de bloqueo.

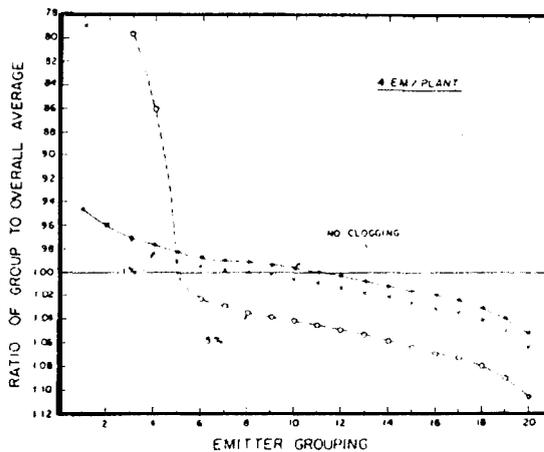


Figura 1.- Relacion entre la cantidad relativa de agua aplicada y grupos de emisores. (Multiplicando por 5 nos da el %) (Nakayama and Bucks, 1981). Simulacion con 4 emisores por planta.

La línea que refleja ausencia de bloqueo representa la aplicación de agua de los grupos de emisores con una distribución normal con un CV de 0.05 (coeficiente de variación -como la relación entre la desviación estándar y la media) que es el considerado como satisfactorio en el caso de emisores nuevos (Solomon, 1977). Cuando el 5 % de los emisores están tupidos, el 20% de los grupos de emisores sufriran un descenso neto en la aplicación de agua, y un 80% de estos grupos regaran entre el 5 y el 10% en exceso. La insuficiencia en la aplicación de agua ocurrirá solamente en el 10% de los grupos. Aumentando el número de emisores hasta 8 por planta resulta que el 10% de los grupos que aplican la menor cantidad de agua reciben el 88% de la media del agua aplicada -10 que indica que el descenso del rendimiento es despreciable (menor o igual que 1%).

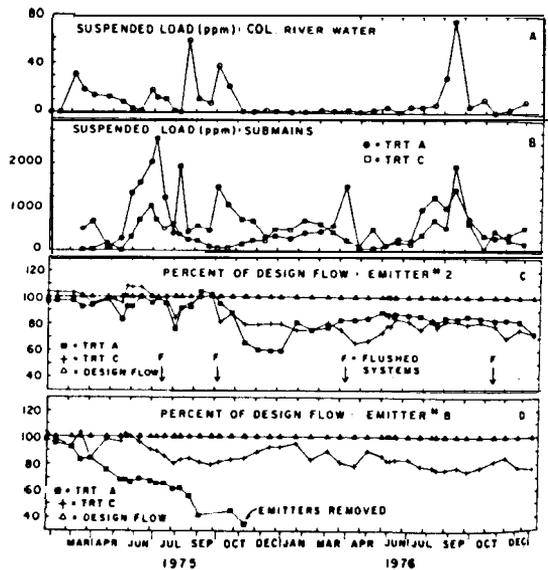


Figura 2.- Contenido en partículas en suspensión y cantidad de agua proporcionada por los emisores en función del tiempo. Tratamiento A: filtración con malla de 50 mesh. Tratamiento C: Filtración con arena del nº 20 y tamizado por malla de 200 mesh (Gilbert et al 1982). Emisor número 3 es tipo espiral de largo recorrido mientras que el emisor número 8 es del tipo single vortex.

Bloqueo Biologico

El bloqueo por causas biológicas de los emisores es generalmente ocasionado por actividad bacteriana aunque la producción de algas pueden también causar problemas de la misma magnitud. El desarrollo del bloqueo biológico se produce cuando el agua utilizada es superficial y sin tratamiento. Los problemas bacterianos se centran en el tipo de bacterias aerobias, al menos este es el caso con el agua del río Colorado (Gilbert et al., 1982). Los valores típicos en el contenido bacteriano está en el rango de $1-5 \times 10^5 \text{ L}^{-1}$ en aguas no eutroficas, estos valores son considerados como suficientes para requerir tratamiento. Habitualmente, se colocan mallas de 200 mesh después de la filtración a través de un filtro de arena con un tamaño de partícula de número 20. Los filtros de arena son lavados a contraflujo periódicamente. Gilbert et al. (1982) estudiaron el bloqueo de emisores con *Pseudomonas* y *Flavobacterium*. Las *Flavobacterium* aparentemente son filtradas en su casi totalidad mientras que las *Pseudomonas* no son eficientemente eliminadas por solo filtración. Las *Pseudomonas* tienen la capacidad de oxidar al hierro ferroso, este está presente en sedimentos y materia orgánica. Las bacterias *Sphaerotilus* y *Leptothrix* que oxidan Fe (II) no han sido detectadas en aguas aerobias cuando el contenido en este catión está por debajo de 0.1 mg L^{-1} , pero se ha demostrado su importancia en el bloqueo cuando los niveles de Fe(II) son mayores de 0.4 mg L^{-1} .

Adiciones de cloro y ácido conjuntos aparentemente disminuyen el bloqueo bacteriano y es más efectivo que la aplicación de cloro o ácido individualmente. Sin embargo no está demostrado que la eficacia de la combinación de estos tratamientos se deba exclusivamente a la eliminación de la población bacteriana y habría que estudiar el efecto que este tratamiento tiene en la precipitación química. Parece razonable que si el objetivo de este tratamiento es exclusivamente la eliminación

bacteriana, se podría restringir la aplicación a los últimos 30 minutos de riego, puesto que el desarrollo de las bacterias se produciría fundamentalmente en periodo estacionario. Un tratamiento nuevo para controlar la producción biológica es incorporar un inhibidor con el material plástico del emisor. Esto se ha utilizado para inhibir la extensión de raíces dentro de los emisores.

Filtración no evita completamente la acumulación de materiales suspendidos. A largo plazo los materiales en suspensión acaban acumulándose en los tubos y en los emisores. No hay recomendaciones tajantes sobre la frecuencia de lavar el sistema porque depende de la cantidad del material suspendido. El sistema deberá de ser sometido a un proceso de eliminación de sedimentos en periodos variables entre horas, días, semanas, o meses, dependiendo del problema específico de cada sistema.

Bloqueo por Sedimentación

La filtración con arena es, casi siempre, requerida para evitar el bloqueo físico por sedimentación de los materiales en suspensión. El grado de bloqueo depende en gran medida en el tipo de emisor utilizado. Los emisores en espiral (designados-emisores #2 en Fig 2) con largo recorrido de 7.6 y 3.8 litros por hora de velocidad de flujo sufren reducciones del 20% en su velocidad de flujo después de dos años con agua del río Colorado que tiene un contenido de material en suspensión de **1-75** mg L⁻¹ (Gilbert et al., 1979). En contraposición, casi para el resto de los diseños, el bloqueo se produce en el periodo de un año. La filtración con arena fue suficiente para equiparar el comportamiento de todos los tipos de emisores aunque todos sufren alguna reducción de flujo.

Uso de Aguas Depuradas

El uso de aguas depuradas para riego generalmente requiere un tratamiento secundario. Esto incluye la reduccion de la cantidad de particulas suspendidas, consumo de la demanda biologica de oxigeno, y cloracion. En numerosas areas, la utilizacion de las aguas depuradas para el riego ha sido utilizado como una alternativa, al tratamiento terciario, para reducir a traves del suelo las concentraciones de fosfatos y nitrogeno.

La utilizacion de aguas depuradas para riego se vera incrementada en el futuro. En lugares en donde hay escasez de agua, el cambio de aguas de primera utilizacion a aguas depuradas sera necesario para aumentar las aguas limpias para uso domestico. Ademas las aguas depuradas contienen importantes candidades be nutrientes como fosfato y nitrogeno que se puede usar de una manera ventajosa en sistemas de riego (Neilsen, 1989). Generalmente, las aguas depuradas, cuando se usan para riego, se utilizan en sistemas de surco o de aspiracion. Esto genera potencialmente peligros sanitarios, basado en estas consideraciones es preferible el uso de sistemas de gotero, cuando se usan aguas depuradas. Debido a la falta de experiencia y de criterios oficiales para la utilizacion de estas aguas en sistemas de gotero, lno esta muy generalizado en las practicas de los ingenieros agronomos.

El tratamiento de aguas depuradas provenientes de uso urbano se inicia con piscinas de sedimentacion. La mayoria de los solidos se depositan cuando la velocidad disminuye. La capa superior de la piscina esta en una situacion, generalmente, aerobica con abastecimiento de oxigeno por parte de las algas verdes que promocionan la oxidacion de la materia organica. La capa mas profunda esta en una situacion, generalmente, anaerobica. Despues de este proceso, el agua pasa a

subsiguientes compartimientos para adicional sedimentacion y eliminacion de la materia organica. El agua posteriormente es pulverizada en filtros de arena gruesa. Cantidades importantes de fosfatos y compuestos nitrogenados (nitratos, nitritos y amoniaco) e incluso la demanda biologica de oxigeno (DBO), virus patogenos y bacterias pueden quedar en el agua incluso despues de este tratamiento. Ademias, el agua depurada tiene, con respecto al agua inicial, un alto contenido en sales disueltas, especialmente en sodio y bicarbonato lo que confiere un caracter menos deseable para su utilizacion en riegos.

Despues del tratamiento con cloro, disminuyen las poblaciones bacterianas mejorando las condiciones sanitarias, asimismo se promociona el acomplejamiento de Fe y sulfuros con lo que se reduce el peligro de taponamiento de los sistemas de riego por precipitacion de estos elementos. Las recomendaciones de la cantidad de cloro residual en este tratamiento es de menos de 1mg L^{-1} pero no muy inferior de este valor. Feigin et al. (1991), utilizo un tratamiento de cloro de 20 mg/L despues de oxidacion en pozo y filtracion con tamiz. Cuando solamente se trata de problemas de bloqueo, los autores recomiendan tratamientos de cloro de $10\text{-}20\text{ mg/L}$ intermitentemente (la frecuencia no esta especificada). Reed et al. (1977), utilizo aguas depuradas y salinas para riego de vinedos con sistemas de gotero para cuatro anos. El tratamiento fue primario convencional, biofiltracion en estanques con contenido en sustancias humicas, y piscinas de estabilizacion. Las aguas se tiltraron por tamices de 50 mesh. Las algas se controlaron con aplicacion periodica de 100 mg/L cloro. Ruskin et al. (1992) recomiendan inyeccion continua de $1\text{-}2\text{ mg/L}$ cloro, o $10\text{-}20\text{ mg/L}$ durante la ultima hora de riego para sistemas subteraneos. Estas cantidades son los valores residuales que deben de permanecer en el extremo del sistema de riego. Aproximadamente se requiere una sobredosis de $20\text{-}40\text{ mg/L}$ para llegar a los valores

anteriormente indicados aunque depende de la calidad y composición del agua inicial.

Tajrishy et al. (1994) establecieron las siguientes conclusiones para aguas depuradas (secundarias). Filtración solamente no evita el bloqueo de los emisores. Filtración con filtros de granuales medio (0.45mm) reduce la cantidad de cloro y la necesidad de lavar las líneas laterales. Aplicación de 2 mg/L intermitentemente fue comparable con aplicación de 0.4 mg/L en continuo, la prevención del bloqueo de los emisores. Emisores “self flushing” resultaron en coeficientes de uniformidad de 92% con este sistema. Emisores con largo recorrido y flujo turbulento resultaron en un coeficiente de uniformidad de 97% con filtración de partículas menores de 80µm y aplicación de cloro residual de solamente 0.6 mg/L. Estos datos se obtuvieron después de 3/4 de un año de riego. Se tiene que recordar que estas recomendaciones no incluyen tratamientos químicos para evitar precipitaciones.

Existe una controversia sobre si los emisores tipo “self-flushing” tienen utilidad o no. Nakayama y Bucks (1991) consideran que los emisores “self-flushing” no son necesarios. Ellos mantienen que el tratamiento adecuado de aguas así como el mantenimiento del sistema permite la utilización de emisores normales durante años. La utilización de emisores self-flushing no mejoran el sistema a largo plazo porque los sedimentos y precipitados químicos tienden a obstruir las partes móviles del emisor, típicamente en muelles y tapones. En contraste Gamble (1986) considera la utilización de los emisores self-flushing como muy beneficiosa porque permiten el drenaje del agua del sistema casi completamente durante el período de no riego y también minimiza la acumulación de cimos mediante el purgamiento de los emisores durante los ciclos de comienzo y finalización del ciclo de riego cuando la presión en el sistema es baja y permite la total abertura de los emisores.

Adin y Sachs (1991) examinaron el taponamiento de varios tipos de emisores con aguas depuradas sometidas a filtramiento y con aguas no filtradas. Las aguas filtradas fueron sometidas a un pretratamiento con filtros de grava de 0.69 mm de diametro y posterior filtracion en un filtro de 120 mesh. Los emisores estudiados fueron: emisores de presion compensada de largo recorrido (1.8 a 3.2 L hora⁻¹) y emisores de tipo auto regulado con diafragma (2.5 L hora⁻¹). El agua fue almacenada en bidones antes de su utilizacion. Los valores de DBO van desde 12 a 60 mg L⁻¹ (valores tipicos de un sistema con buen mantenimiento) sin diferencias en DBO entre las aguas filtradas y no filtradas. La turbidez y los solidos totales suspendidos (TSS) tambien eran similares en los dos tipos de aguas. La alcalinidad fue 4 mmol, L⁻¹, el Ca 5.2 mmol, L⁻¹, pH entre 7.0 y 8.5 y la conductividad electrica (EC) 1.4 dS m⁻¹.

Los emisores localizados al final del sistema sufrieron mayores problemas de taponamiento que los situados en el principio o en el medio para el mismo experimento. Todos los tipos de emisores mostraron un comportamiento similar con las aguas no filtradas con una disminucion del rendimiento de mas del 50% en un 20-60% de los emisores. Los emisores de diafragma sufrieron una disminucion de un 50% del rendimiento en un 50% de los emisores con aguas filtradas, mientras que los emisores de presion compensada de recorrido mediano no sufrieron taponamiento.

En las aguas no filtradas se produjeron taponamientos debidos a la deposicion de particulas mayores que los poros tales como bolsas de huevos de Daphnia. No se utilizo tratamiento de cloro residual en este experimento. El taponamiento por sedimentacion se inicia con formacion de cimos a los que se adhieren otras particulas. Las algas ocasionan taponamiento cuando sus concentraciones alcanzan el nivel de 10⁵ unidades. mL⁻¹ durante unas semanas. En tratamientos convencionales con

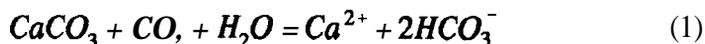
filtros granulares la eliminacion de TSD se mejora con la utilizacion de filtros medianos o pequeños, piscinas mas profundas o velocidades de filtracion mas bajas. Segun Adnin y Elimelech (1989) estas generalizaciones no 'son validas para aguas depuradas. Los mismos autores mantienen que el tamaño de las partículas del filtro en el rango de 1 a 2.5 mm no afecta a la eliminacion del total de sólidos en suspension (TSS) debido a que en los tamaños de filtro mas pequeños, el filtro se obstruye generando grietas (y partículas más grandes que se desprenden del filtro) por las que el agua pasa sin filtrar debido a la presion generada en el filtro. La filtracion de aguas secundarias requiere un tamaño de particula en el filtro de 1.2 mm y se requiere material mas grueso si se utiliza contrafiltracion. Los filtros de maya se colapsan muy rapidamente aunque solo eliminan 1-2% de los TSS. Las medidas de la distribucion de tamaño de particulas se prefieren a medidas de turbidez y TSS para la evaluacion del requerimiento de filtracion.

Bloqueo Quimico

La precipitacion quimica en los emisores es el problema mas dificil de solucionar, tanto por la necesidad de entrenamiento previo del usuario, como por el coste economico del tratamiento. Antes de discutir los problemas de este tipo de bloqueo sera necesario revisar unos conceptos quimicos.

Los cationes de mayor importancia en aguas son calcio, magnesio, sodio y potasio. En aguas depuradas tambien se encuentran frecuentemente amoniaco (NH_4^+). Los aniones importantes son Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NO_3^- , y a elevados valores de pH, CO_3^{2-} . La posibilidad de precipitacion o disolucion de una fase solida se evalua por una comparacion entre la composicion de la solucion y la estabilidad del mineral de interes. Un ejemplo de especial interes en zonas calcareas es

la interacción entre agua y calcita (CaCO_3). La disolución de calcita se expresa por la siguiente ecuación química:



El equilibrio entre la solución y la fase sólida depende de las actividades de los iones involucrados y la estabilidad del mineral. El producto de solubilidad de calcita se representa

$$[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}] = k_{sp} \text{ calcita} \quad (2)$$

donde $[]$ representa la concentración idealizada (actividad). El k_{sp} ha sido determinado por Plummer and Busenberg (1982) como $10^{-8.47}$. Para evaluar la solubilidad de calcita ecuación (2) expresado en unidades de concentración de bicarbonato, es necesario sustituir las siguientes ecuaciones

$$k_H = [\text{H}_2\text{CO}_3] / P_{\text{CO}_2} \quad (3)$$

$$k_1 = [\text{H}][\text{HCO}_3^-] / [\text{H}_2\text{CO}_3] \quad (4)$$

$$k_2 = [\text{H}^+][\text{CO}_3^{2-}] / [\text{HCO}_3^-] \quad (5)$$

donde k_H representa la constante de la ley de Henry para la solubilidad de CO_2 en agua y tiene el valor de $10^{-1.47}$ cuando CO_2 se expresa en presión parcial en atmósferas, y k_1 y k_2 representan la primera y segunda disociación de ácido carbónico con los valores de $10^{-6.35}$ y $10^{-10.33}$ respectivamente a 25 °C. La presión parcial de CO_2 , (P_{CO_2}) representa la contribución del gas CO_2 a la presión total del sistema. La sustitución de estas ecuaciones en la ecuación (2) nos da

$$\frac{[Ca^{2+}]K_2[HCO_3^-]^2}{k_1k_H P_{CO_2}} = k_{sp} \quad (6)$$

Para evaluar el estado de saturation de un sistema acuoso es necesario hacer las correcciones necesarias en las concentraciones en solución para obtener las actividades. El concepto de actividad hace referencia a la desviación de las soluciones del comportamiento ideal. Las actividades se pueden obtener de las concentraciones utilizando la expresión

$$a_i = \gamma m_i \quad (7)$$

donde γ es el coeficiente de actividad y m es la concentración molal (moles/kg agua). Para nuestras consideraciones se puede asumir que molal = molar (moles /L). Los coeficientes de actividad están relacionados con la fuerza iónica de la solución (μ), definida por

$$\mu = 0.5 \sum m_i z_i^2 \quad (8)$$

donde z es la valencia del i ésimo ion. El sumatorio en la ecuación (8) hace referencia a todas las especies cargadas en solución. Los valores de actividad, pueden ser obtenidos a través de la estimación de la fuerza iónica utilizando la relación empírica

$$\mu = 1.3477 \times 10^{-3} C + 5.355 \times 10^{-4} \quad (9)$$

(Bower et al. 1965) donde μ es la fuerza iónica y C es la concentración en meq L^{-1} de los cationes.

Los coeficientes de actividad del Ca^{2+} y HCO_3^- se obtienen de la Figura 3. Cuando se multiplican estos valores por las concentraciones molar de Ca^{2+} y HCO_3^- respectivamente nos da la actividad de los dos

iones utilizados en la ecuacion (6). Si el valor calculado es mayor del k_{sp} , entonces el sistema esta sobre saturado con respecto a ese mineral y dependiendo en la cinetica de precipitacion sera posible que se produzca precipitacion.

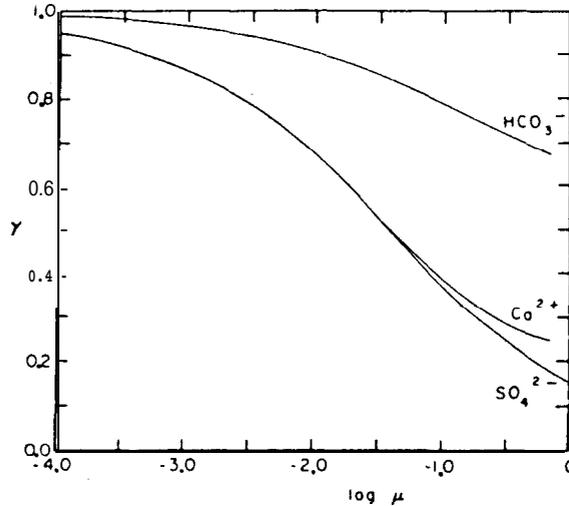
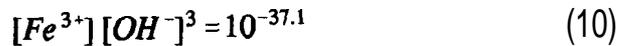


Figura 3.- Coeficientes de actividad de Ca^{2+} , HCO_3^- y SO_4^{2-} como función de fuerza iónica (Suarez, 1982).

Generalmente se considera que los carbonatos de calcio y magnesio, fosfatos de calcio y oxidos de hierro son las causas del bloqueo de los emisores por precipitacion quimica. Sin embargo los precipitados que se han identificado en los bloqueos de emisores se restringen al carbonato calcio, oxido de hierro y oxido de manganeso. La precipitacion de magnesio no se considera en problemas de obturaciones, unicamente cuando el Mg llega a concentraciones de 100 meq L^{-1} este cation deberia de ser considerado. Precipitacion de carbonatos de magnesio no ocurren

en practicamente ningun sistema natural a 25 C. Al contrario, concentraciones altas de magnesio inhiben la precipitacion de calcita.

Con respecto a los oxidos de hierro, cuando el pH es mayor que 6.0, el Fe (III) puede considerarse insoluble de acuerdo con la ecuacion



Sin embargo la solubilidad del hierro reducido (Fe II) es suficientemente alto para que la oxidacion de Fe II a Fe III resulte en precipitacion. Ford (1977) observo que aguas con un contenido en Fe(II) superior a 0.4 mgL⁻¹ producen bloqueo en los emisores, pero esto no indica que 'este limite pueda generalizarse en todos los casos. Aguas de pozo con Fe reducido son expuestas frecuentemente a oxidacion en el sistema de distribucion, iniciando la oxidacion de Fe(II) a Fe (III) y la subsecuente precipitacion del oxihidroxido. Este proceso, a menudo, ocurre con la intervencion de las bacterias. La cloracion del agua agrava este problema puesto que el Fe(II) es inmediatamente oxidado. Si el agua necesita ser tratada existen otros metodos alternativos.

El aireamiento del agua permite la oxidacion rapida del Fe(II). Habitualmente se hace pasar el agua a traves de una serie de deflectores para crear turbulencia o se airea mediante la pulverizacion del agua en el aire. El hierro, de esta manera, puede ser eliminado por sedimentacion en un lecho de decantacion. Este tratamiento es el preferido en grandes extensiones de riego porque requiere poco mantenimiento y es relativamente barato. En el caso de pequeñas parcelas, el coste del doble bombeo, si el agua es de pozo, y la construccion del lecho de decantacion puede ser excesivo en relacion a la produccion de la parcela.

La oxidación de Fe(II) mediante la aplicación de cloro es rápida y efectiva. English (1985) recomienda la aplicación continua de cloro a la velocidad de 1 mg L^{-1} por cada 0.7 mg L^{-1} de hierro. Para eliminar bacterias ferruginosas y controlar en general el crecimiento bacteriano de los lodos se necesita una cantidad de cloro adicional. La aplicación de cloro requiere una completa homogenización para asegurar total reacción antes de eliminar el precipitado por filtración. Se requiere un filtro medio de arena y se recomienda su lavado a contraflujo con cierta frecuencia. En condiciones menos severas donde la oxidación de hierro es fundamentalmente bacteriana, la adición de cloro puede ser realizada directamente a la velocidad de $10\text{-}20 \text{ mg L}^{-1}$ durante $1/2$ a 1 hora preferiblemente al final del ciclo de riego.

La presencia de manganeso reducido en el agua de riego presenta una mayor dificultad en el tratamiento, ya que la velocidad de oxidación es mucho menor que para el hierro y la precipitación puede ocurrir en el sistema de adición cuando se añade el cloro (English 1985).

La reducción del bloqueo por hierro mediante acidificación del agua ha sido también recomendado por varios autores. El descenso del pH incrementa la solubilidad del Fe(III) así se reduce la cantidad de precipitado. La reducción del pH hasta 7.0 incrementa la efectividad de la cloración con respecto a la eliminación de bacterias pero el efecto sobre la precipitación de hierro es despreciable. Se necesita una reducción del pH hasta 5.0 para que pueda apreciarse una reducción en este precipitado. Meyer (1985) recomienda el mantenimiento del pH a 4.5 para prevenir los problemas de hierro. El alto costo debido a las grandes cantidades de ácido necesitado para aguas alcalinas o aguas con alto contenido en carbonatos y bicarbonatos hace este método económicamente inviable. Para aguas no alcalinas y suelos sin reserva de carbonato cálcico, existe el peligro de acidificación. Adicionalmente bajos pHs inhiben la cinética

de oxidación del Fe(II), esto puede resultar en que la combinación de ácido y cloro retarde la precipitación del Fe, y esto ocurra después de la filtración por arena, que es lo que queremos evitar. Por estas razones la acidificación no es recomendada para resolver el problema del bloqueo por hierro. La acidificación a 4.0 o menos durante 1/2 a 1 hora es considerada como adecuada para lavar sistemas parcialmente bloqueados (English 1985). Esto es recomendado para precipitados relativamente recientes que no han cristalizado a formas menos hidratadas.

El carbonato cálcico es el precipitado más común en el bloqueo de emisores. Los problemas son más serios cuando el agua utilizada es de pozo debido a un mayor contenido en CO₂, con respecto al ambiente. Con la pérdida del CO₂, el pH aumenta (frecuentemente hasta una unidad) y el agua se sobresatura en calcita. La reacción es predominantemente inorgánica, por lo tanto, el cloro no es efectivo en este caso.

Se han hecho varias recomendaciones considerando el peligro de la precipitación de carbonato cálcico en el taponamiento de los sistemas de goteo. Desafortunadamente ninguna de estas están basadas en estudios experimentales sistemáticos. Bucks and Nakayama(1985) desarrollaron una clasificación de aguas en orden a su peligrosidad en el taponamiento del sistema de riego (Cuadro 1). Según el Cuadro 1, cuando el pH es mayor que 7.0 el peligro de bloqueo es considerado moderado, pero cuando el pH es mayor de 8.0, este peligro es serio. El tratamiento químico del agua es recomendado cuando el peligro es de moderado a serio. Ácidos sulfúrico y clorhídrico son los típicamente recomendados para rebajar el pH hasta un valor comprendido entre 6.0-6.5. Estos valores, considerando que deben ser conservadores, todavía sobreestiman, con mucho, las cantidades reales requeridas en la mayoría de los casos. Esta sobreestimación es hasta más grande para aguas con elevados pH,

por razón de bajos valores de calcio, como se explica en el siguiente párrafo.

Cuadro I.- Sistema de clasificación de aguas indicando el peligro de bloqueo en sistemas de goteo (Bucks and Nakayama, 1985).

Factores de bloqueo	Bajo	Peligro de bloqueo medio	Alto
Físico			
Sólidos suspendidos	<50	50-100	>100
Químico			
pH	<7.5	7.0-8.0	>8.0
sólidos disueltos	<500	500-2,000	>2,000
Manganeso	<0.1	0.1-1.5	>1.5
Hierro total	<0.2	0.2-1.5	>1.5
H₂S	<0.2	0.2-2.0	>2.0
Población biológica	<10,000	10,000-50,000	>50,000

La tendencia de precipitación para un agua depende del grado de saturación de calcita. Aunque aguas con pHs bajos nunca están saturadas con calcita, aguas con altos pHs no tienen que estarlo necesariamente. La utilización de solo el pH no es muy buen indicador de sobresaturación, como se demuestra en los datos de aguas subterráneas de Suarez (1977) donde no hay correlación entre las variables. Puede observarse en la Fig 4 de Suarez (1981), que para cualquier pH elegido existe una composición de solución en la que la calcita está en condición de equilibrio. Un agua

con un pH de 9.0 puede o no estar saturada con calcita, dependiendo en la presión parcial de CO_2 , alcalinidad o contenido en calcio. En actualidad un agua de pH 9 casi siempre esta saturada o sobresaturada con respecto a calcita, porque a niveles de CO_2 en la atmosfera este pH indica concentraciones altas de alcalinidad. Esto indica que el contenido en calcio sera muy bajo si esta en equilibrio y si no esta en equilibrio llegara asimismo a muy bajos niveles.

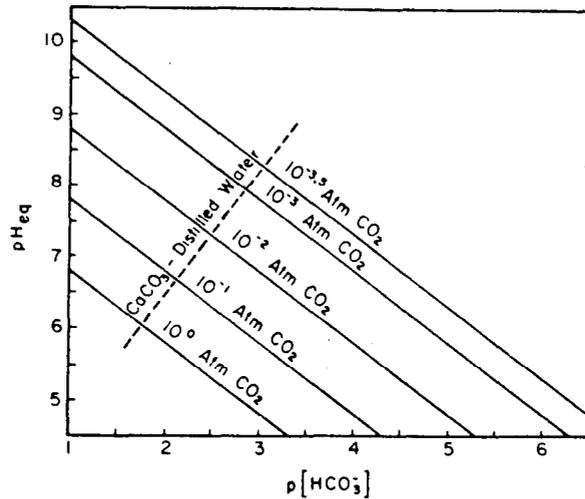


Figura 4.- Relacion entre pH, CO_2 , y actividad de HCO_3^- (Suarez, 1981). Para cualquier punto de la figura existe un valor de calcio para el que la solución esta saturada. La línea discontinua indica los valores posibles en los que se produce la disolución de la calcita cuando la relación es $\text{Ca} = 1/2$ alcalinidad. En este caso el pH depende del valor de pCO_2 especificado. Cuanto mas alto es la relación HCO_3^-/Ca , mas alto es el pH.

El calculo del estado de saturacion es fundamental para evaluar las necesidades de acido requeridas. El indice de saturacion de Langelier (Langelier, 1936) fue designado para el calculo del pH al que la calcita

esta en equilibrio para un sistema cerrado (sin fase gaseosa). Esto fue específicamente desarrollado para sistemas de distribución de agua. Por lo tanto es aplicable (con limitaciones) a sistemas de riego por goteo. Una limitación de la aplicación de este índice es que la tubería, a la altura del gotero, puede ser considerado como un sistema abierto, por lo que pueden producirse pérdidas de CO₂, especialmente entre los periodos de riego. Aunque desde un punto operacional el índice de Langelier, pH-pH_c, se puede utilizar, no proporciona una estimación de la cantidad de ácido que debemos añadir. Un factor importante a tener en consideración es que no es necesario estar en equilibrio o por debajo del mismo para evitar la precipitación. Datos de Suarez (1977), y Suarez (1983) demuestran que aguas superficiales y subterráneas pueden estar sobresaturadas de 3 a 6 veces con respecto a la calcita sin precipitar durante años. En la presencia de materia orgánica de suelos, la calcita puede llegar a estar hasta 10 veces sobresaturado, según estudios del laboratorio, debido al envenenamiento de la superficie de la calcita por material orgánico soluble e inhibición de la precipitación (Amrhein and Suarez, 1987). La inhibición de la precipitación de la calcita se espera para todas las aguas menos las puras; valores de carbono orgánico disuelto de menos de 1 mgL⁻¹ son suficientes para inhibir la precipitación (Inskip and Bloom, 1986).

Calculo de las Necesidades de Acido

Aunque el índice de saturación de Langelier puede ser modificado para calcular el pH al que queremos ajustar el agua, no nos proporciona una estimación de la cantidad de ácido requerido. Desde un punto de vista operacional esto no es una gran limitación ya que si el agua es de composición relativamente constante, como es lo habitual, necesita solamente una determinación experimental de la cantidad de ácido requerida. El pH a nivel de saturación de calcita es definido como

$$pH_c = (pK_2 - pK_{sp}) + p(aHCO_3^-) + p(aCa^{2+}) \quad (11)$$

Cuando el pH medido es mayor que el pH calculado entonces la agua tiene tendencia a precipitar y sera necesario hacer un tratamiento. Utilizando los valores de $pK_2=10.33$ y el valor de 8.0 en lugar de pK_{sp} 8.47 para representar el valor en el que la calcita puede existir con sobre saturacion sin precipitacion (Suarez, 1977, Suarez et al. 1992) nos da la siguiente expresion,

$$pH_c = 2.33 + p(aHCO_3^-) + p(aCa^{2+}) \quad (12)$$

Aproximadamente los valores de actividad pueden ser obtenidos por la estimacion de la fuerza ionica utilizando la relacion (Bower et al. 1965), donde u es la fuerza ionica y C es la concentracion en meq L^{-1} de los cationes.

Los coeficientes de actividad para Ca^{2+} y HCO_3^- son obtenidos de la Fig 3. Cuando se multiplican estos valores por las concentraciones molares de Ca^{2+} y HCO_3^- respectivamente nos da la actividad de los dos iones utilizados en la ecuacion 2. Si el pH medido es mayor que pH, entonces se predice que la precipitacion del carbonato calcio puede ocurrir, en este caso se debe añadir acido. Este calculo no tiene en consideracion la formacion de complejos, particularmente $CaSO_4^0$. El calculo, por lo tanto, tiende a sobreestimar el peligro de precipitacion. Estimaciones de las necesidades de acido requerido pueden realizarse mediante la adicion de acido al agua de riego en un recipiente cerrado y representando los valores de pH de la solucion frente a la cantidad de acido añadido. Ver Apendice A. Estos valores de pH no pueden ser comparados directamente con el valor de pH, calculado inicialmente ya que el pH, va cambiando tambien conforme se añade el acido. Para cada

meq L⁻¹ de ácido añadido un meq L⁻¹ de bicarbonato es neutralizado, por lo tanto

$$pH_c \text{ final} = 2.33 + p(aCa^{2+}) + p(HCO_3^- - \text{ácido añadido moles, L}^{-1}) \quad (13)$$

Cuando pH, =pH medido, no se necesita más adiciones. Estos cálculos asumen la no pérdida de CO₂, lo que no es completamente cierto en los emisores, pero es una asunción suficientemente precisa cuando el sistema está funcionando. En la otra situación, cuando el agua no está fluyendo, el intercambio de gases se produce más fácilmente y es más próximo a un sistema abierto con respecto a CO₂.

La estimación de la cantidad de ácido requerida puede también ser calculada directamente utilizando la ecuación donde se asume un sistema abierto de CO₂, (CO₂ se fija a 10^{-3.5} atm.)

$$(HCO_3^- - X)^2 = \frac{10^{-4.97}}{10^4} \cdot \frac{1}{Ca \cdot \gamma_{Ca} \cdot \gamma^2 HCO_3} \quad (14)$$

$$(HCO_3^- - X)^2 = 10^{-8.97} / Ca \cdot \gamma_{Ca} \cdot \gamma^2 HCO_3 \quad (15)$$

Para asegurar que no ocurra precipitación, se puede hacer fluir el sistema con agua más ácida (pH entre 6.0-6.5) durante la última media hora de riego.

El desarrollo de sistemas de goteo subsuperficial ofrece el potencial de reducir el peligro de precipitación de distintas formas. Incrementos de temperatura pueden ser muy grandes en los sistemas convencionales, especialmente cuando este no está funcionando. Altas

temperaturas en combinacion con la perdida de CO, puede ser un factor de precipitacion. Las observaciones de Gilbert et al (1979) demuestran que el bloqueo quimico en los sistemas de riego, en el caso de utilizacion de agua del rio Colorado, es el mayor factor en la perdida de eficiencia de los emisores, esto parece estar en contradiccion con los datos de velocidad de precipitacion del agua del rio Colorado. Parece razonable que la mayor parte del problema ocurra cuando el sistema no esta en funcionamiento. Las tuberias subterranas mantienen la temperatura mas baja y uniforme y minimiza la perdida de CO, en los puntos de goteo.

Ademas de la adiccion de acido sera posible inhibir la precipitacion. Algunos de los inhibidores son acidos fulvicos y qualquerer material organica desuelto de la solucion. Aunque estos inhibidores se utilizan en torres de condensacion, no hay datos sobre pruebas en sistemas de riego. Sera posible que sin cloruros, estos tratamintos aumentan los problemas de bloqueo biologico.

Recuperacion de Emisores Bloqueados

Existen varios tipos de recomendaciones para limpiar los emisores bloqueados por precipitacion quimica. Meyer (1985) recomienda la aciditacion a pH 2 hasta que el agua acidificada empieza a salir por los emisores. Dejar el acido en las tuberias durante 1 hora y lavar. Repetir la operacion tantas veces como sea necesario. Si los emisores estan completamente bloqueados estos tienen que ser desmontados, lavados con acido e instalados nuevamente. El recomienda aciditacion a pH 4.5 para evitar el problema del hierro, este metodo no es practico ni deseable en el caso de que los suelos no sean calcareos. Nakayama et al. (1977) recomienda una combinacion de acido y cloro para el tratamiento de este problema. Como queda demostrado en la Fig.5 el tratamiento conjunto de acido y cloro (100 mg L^{-1} cloro y pH entre 1.5 y 2 fue el mas efectivo,

indicando una combinacion de bloqueo quimico y biologico. Las soluciones se dejaron en los tubos durante 24 h).

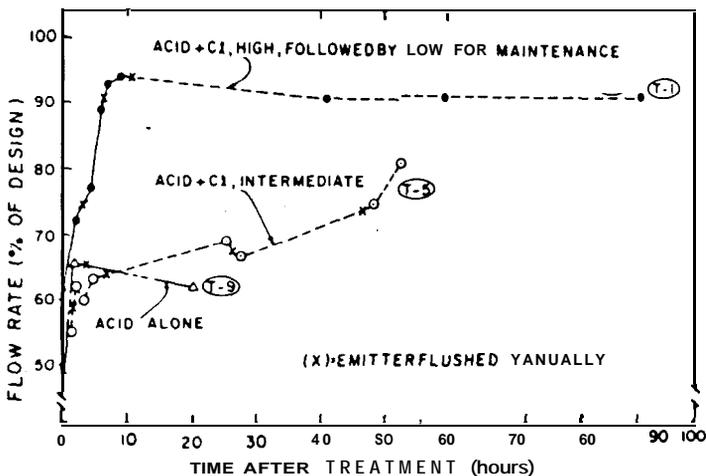


Figura 5.- Efecto del tratamiento quimico en la velocidad de flujo de un sistema de goteo parcialmente bloqueado. Sistema T-1: inyeccion inicial de 100 ppm de Cl y acido sulfurico para ajustar el pH a 2, seguido de inyeccion continua de 1 ppm de Cl a pH 7. Sistema T-9: acido sulfurico pH 3, Sistemas T-5 y T-9 fueron recuperados al igual que el T-1 (Nakayama, et al. 1977).

APENDICE A
CALCULO DE LAS NECESIDADES DE ACIDO

Asumiendo un agua con un pH de 8.8 y una composicion de:

1.0 meq L⁻¹ Ca 4.0 meq L⁻¹ HCO₃⁻,

3.0 meq L⁻¹ Mg 6.0 meq L⁻¹ Cl

6.0 meq L⁻¹ Na

10.0 meq L⁻¹

Utilizando la ecuacion (9)

$$\mu = 1.3477 \times 10^{-3} C + 5.355 \times 10^{-4};$$

$$\mu = 0.014$$

Sabiendo que:

$$\gamma_{Ca^{2+}} = 0.65$$

$$\gamma_{HCO_3^-} = 0.90$$

El pH, se calcula utilizando la ecuacion (13)

$$pH, = 2.33 + p(aHCO_3^-) + p(aCa^{2+})$$

ya que $aCa^{2+} = 10^{-3.49}$ y $aHCO_3^- = 10^{-2.44}$

$$pH,* = 2.33 + 3.49 + 2.44 = 8.26$$

La medida de pH de 8.8 es mayor que pH,*, por lo tanto se debe de anadir acido. La curva de valoracion recogida en la Fig. A da la relacion cantidad de acido/pH obtenida experimentalmente en un recipiente cerrado. A pH 8.2 aproximadamente 1.0 meq L⁻¹ de alcalinidad han sido neutralizados y pH, es ahora 8.39. Las necesidades de acido son por lo tanto 1.0 meq L⁻¹, suficiente para hacer descender el pH hasta 8.2.

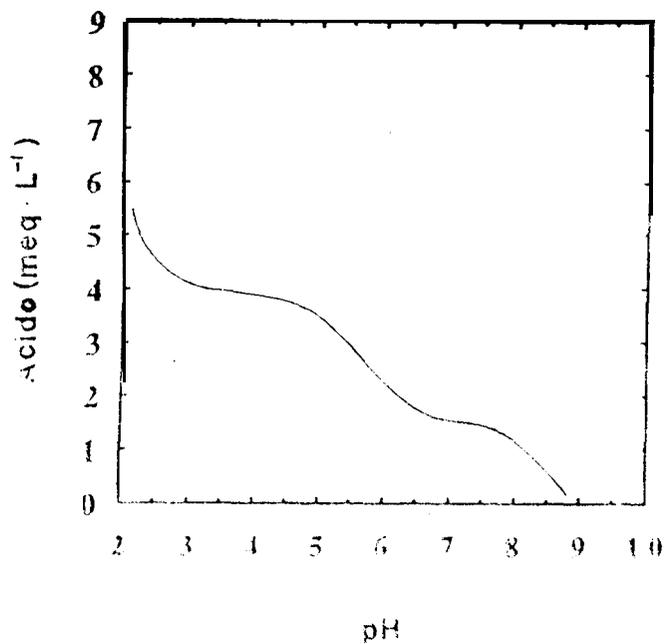


Fig A. Titration de alcalinidad en sistema cerrado

Referencias

- Adin, A. 1987. Clogging in irrigation systems reusing pond effluents and its prevention. *Wat. Sci. Tech.* 19(12):323-328.
- Adin, A. and M. Elimelech. 1987. Particle filtration for wastewater irrigation. *J. Irrig. Drain. Engr.* 115(3):474-487.
- Adin, A. and M. Sacks. 1991. Dripper-clogging factors in wastewater irrigation. *J. Irrig. Drain. Engr.* 117(6):813-826.
- Amrhein, C. and D.L. Suarez. 1987. Calcite supersaturation in soils as a result of organic matter mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:932-937.
- Bower, C.A., L.V. Wilcox, C.W. Akin and M.G. Keyes. 1965. An index of the tendency of CaCO_3 to precipitate from irrigation waters. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 29:91-92.
- Bucks, D.A. and F.S. Nakayama. 1985. Drip/trickle irrigation in action. *Proc. of the Third Int'l Drip/Irrigation Congress.*
- English, S.D. 1985. Filtration and water treatment for micro-irrigation. *Proc. Third Int'l Drip/Trickle Irrigation Congress.*
- Feigin, A., I. Ravina, and J. Shalhevet. 1991. *Irrigation with treated sewage effluent.* Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Ford, H.W. 1977. The importance of water quality in drip/trickle irrigation systems. *Proc. Int. Soc. Citricult.* 1:84.
- Gamble, J. 1986. A trickle irrigation system for recycling residential wastewater on fruit trees. *Hort. Sci.* 21(1):28-32.
- Gilbert, R.C., F.S. Nakayama, D.A. Bucks, O.F. French, K.C. Adamson and R.M. Johnson. 1982. Trickle irrigation: Predominant bacteria in treated Colorado Riverwater and biologically clogged emitters. *Irrig. Sci.* 3: 123-132.
- Hills, D.J., F.M. Nawar and P.M. Waller. 1989. Effects of chemical clogging on drip-tape irrigation uniformity. *Trans. ASAE.* 32(4):1202-1206.

- Inskeep, W.P., and P.R. Bloom. 1986. Kinetics of calcite precipitation in the presence of water soluble organic ligands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:1167-1 172.
- Langelier, W.F. 1936. The analytical control of anticorrosion water treatment. *J. Amer. Water Works Assoc.* 28: 1500-1521.
- Meyer, J.L. 1985. Cleaning Drip irrigation system Proc. Third Int'l Drip/Trickle Irrigation Congress.
- Nakayama, F.S. and D.A. Bucks. 1981. Emitter clogging effects on trickle irrigation uniformity. *Trans. ASAE.* 24(1):77-80.
- Nakayama, F.S., and D. A. Bucks. 1991. Water quality in drip/trickle irrigation: A review. *Irrig. Sci.* 12:187-192.
- Neilsen, G.H. 1989. Nutrition and yield of young apple trees irrigated with municipal wastewater. *J. Am. Soc. Hort. Sci.* 114:377-383.
- Plummer, L.N., and E. Busenberg. 1982. The solubilities of calcite, aragonite and vaterite in $\text{CO}_2\text{-H}_2\text{O}$ solutions between 0 and 90 C, and an evaluation of the aqueous model for the system $\text{CaCO}_3\text{-CO}_2\text{-H}_2\text{O}$. *Geochimica et Cosmochimica Acta.* 46: 1011-1040.
- Read, A.L. M.F. Pietsch, and W.E. Matheson. 1977. Australian vineyard uses sewage effluent with trickle irrigation. Proc. Intl. Ag. Plastic. Congr., National Agric. Plastic. Assoc. St. Augustine, Fla., 382-387.
- Ruskin, R. 1992. Reclaimed water and subsurface irrigation. ASAE Paper No. 92-2578. ASAE. St. Joseph, MI.
- Shannon, W.M., L.G. James, D.L. Bassett and W.C. Mih. 1982. Sediment transport and deposition in trickle irrigation laterals. *Trans. ASAE.* 25: 160-164.
- Solomon, K. 1977. Manufacturing variations of emitters in trickle irrigation systems. ASAE Paper No. 77-2009. ASAE, St. Joseph, MI 49085.
- Suarez, D.L. 1977. Ion activity products of calcium carbonate in waters below the root zone. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:3 10-3 15.

- Suarez, D.L. 1981. Relationship between pH, and SAR and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage water. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:469-475.
- Suarez, D.L. 1982. Graphical calculation of ion concentrations in calcium carbonate and/or gypsum soil solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 11:302-308.
- Suarez, D.L. 1983. Calcite supersaturation and precipitation kinetics in the lower Colorado River, All-American Canal and East Highline Canal. *Water Resour. Rés.* 19:652-661.